



REDUÇÃO DE CARGA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE ÁGUA POLUÍDA POR MEIO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS

Fernanda Aguiar de Souza

Leila Teresinha Maranhão

Universidade Positivo, Curso de Ciências Biológicas e Saúde, Rua Prof^o Viriato Parigot de Souza, 5300, CEP: 81 280 330 Curitiba, Paraná, Brasil. E - mail: fernanda868@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

A elevada carga orgânica proveniente da poluição antrópica promove alterações nas características limnológicas dos ambientes aquáticos e como consequência provoca modificações na comunidade biológica. Os ecossistemas aquáticos continentais brasileiros, com extensas regiões litorâneas, propiciam a ocorrência de macrófitas aquáticas. Essas são consideradas invasoras por apresentarem um crescimento exponencial em ambientes aquáticos impactados. Mais informações sobre as condições ambientais que propiciem o manejo para evitar a proliferação abundante das macrófitas são fundamentais (Biudes & Camargo, 2008).

Segundo Henry - Silva & Camargo (2006), esses vegetais tornam - se potencialmente atrativos do ponto de vista econômico por apresentarem a ampla distribuição, associada às altas taxas de crescimento e a elevada capacidade de estocarem nutrientes. A macrófita aquática submersa *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae, demonstra essas características de tolerância ao ambiente impactado, pois em um levantamento realizado por Pegorini (2007), apresentou frequência relativa de 21,4% e índice de cobertura de 11,2% em cavas formadas pela extração de areia com influência das águas rio Barigui (Curitiba, PR, Brasil). Segundo Zorzal *et al.*, (2005), o rio Barigui apresenta altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes.

O conhecimento das relações das macrófitas e o ambiente no qual estas se inserem, de acordo com Henry - Silva & Camargo (2005), tem importância prática, visto que se uma espécie invasora e os fatores que limitam seu crescimento são conhecidos, pode - se manejar adequadamente o ambiente o que também pode se tornar útil no intuito de aperfeiçoar a eficiência das macrófitas aquáticas em sistemas de tratamento de águas poluídas. Dessa forma, a realização da presente pesquisa permitiu obter informações que servirão de subsídios para o manejo do desenvolvimento de *Myriophyllum aquaticum* sob condições naturais e a utilização da espécie em projetos que visem a melhoria da qualidade da água em sistemas de tratamento de águas poluídas.

OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo avaliar a redução de carga orgânica e nutrientes de água poluída por meio da macrófita aquática submersa *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em Casa de Vegetação (17 - 30°C), na Universidade Positivo, durante 30 dias. As unidades experimentais constituíram - se de 12 aquários de vidro (40 cm X 25 cm X 50 cm), em que as laterais foram recobertas por plástico preto, sendo seis para o grupo controle (GC) e seis para o grupo tratamento com plantas (GTP). No GTP foram colocadas de 10 estacas de aproximadamente 20 cm de comprimento da macrófita aquática submersa *M. aquaticum* em cada aquário.

A água poluída foi coletada no Ribeirão dos Muller, um dos principais afluentes do rio Barigui que recebe lançamentos de efluentes não tratados, situado à oeste da cidade de Curitiba, PR, Brasil (24°44'200" S e 49°35'734" O). As estacas de *M. aquaticum* foram coletadas em cavas formadas pela extração de areia, à margem esquerda do rio Barigui (Curitiba, PR, Brasil) (71°65'310" S e 66°50'05" W). Após a coleta, estas foram lavadas com água destilada.

Foram analisadas as seguintes variáveis limnológicas de: Demanda Química Oxigênio (DQO) pelo método colorimétrico, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) pelo método de Winkler, Nitrogênio Amoniacal (NA), Nitrogênio Orgânico (NO) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) pelo método Kjeldahl e Fósforo Total (PT) pelo método colorimétrico seguindo a metodologia recomendada pelo APHA (1998), aos 0, 15 e 30 dias após o estabelecimento do experimento. O potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE) e temperatura (TEMP) foram mensurados em intervalos de três dias em todas as unidades experimentais utilizando - se os aparelhos Fiellab®, Schott® handylab Ox12, Schott® handylab

L11, respectivamente.

Para a caracterização da água foram realizadas seis repetições de todas as variáveis limnológicas ao início do experimento (coleta 0 dias) e calculadas as médias e desvios - padrão dos dados obtidos.

Os dados obtidos da análise de pH foi submetido ao teste de Análise de Variância (ANOVA) fator duplo. Para os dados de DQO, DBO, NA, NO, NTK, PT, foram aplicados o teste Mann - Whitney U. Para OD, CE e TEMP foi realizado o teste de Kruskal - Wallis. Todos os testes foram realizados pelo programa STATISTICA for Windows® versão 6.1 e considerado 5% de significância dos dados ($p \leq 0,05$) a fim de, demonstrar o quanto as variáveis diferiram entre os grupos experimentais (GC e GTP) durante 30 dias.

RESULTADOS

Os resultados da caracterização da água poluída revelaram OD $0,1 \pm 0,12$; pH $7,53 \pm 0,17$; CE $747 \pm 1,22$; TEMP $16,3 \pm 0,25$; DQO $101,61 \pm 0,15$; DBO $71,82 \pm 7,36$; NA $27,44 \pm 23,87$; NO $21,70 \pm 0,45$; NTK $31,68 \pm 0,30$ e PT $3,439 \pm 0,30$.

O pH que constitui uma variável importante nos ambientes aquáticos, durante o experimento apresentou variação de 7 a 8,5 em que o GTP apresentou valores mais baixos que o GC. De acordo com Kladek & Knight (1996), em áreas alagadas, com presença de macrófitas, em que a decomposição da matéria orgânica é alta, o pH pode ser muito baixo entre 3,5 e 5,5 o que não corresponde aos valores constatados em GTP que demonstrou alcalinidade durante os 30 dias.

A alta concentração de íons refletiu na CE ($750 \mu\text{S.cm}^{-1}$) no início do experimento em GTP e GC. Aos 15 dias o GTP oscilou com valores mais altos e baixos em relação ao GC. Após esse período, a CE diminuiu no GTP ($590 \mu\text{S.cm}^{-1}$) quando comparado ao GC ($610 \mu\text{S.cm}^{-1}$) até o término do experimento.

A TEMP oscilou entre $15,5$ a 19°C nas unidades experimentais, sendo que o GTP ($16,3^{\circ}\text{C}$) revelou diferença significativa com médias mais baixas que o GC ($16,6^{\circ}\text{C}$). As folhas emersas de *M. aquaticum* podem ter permitido que a radiação não incidisse diretamente sobre a superfície da água, e a temperatura se mostrou levemente mais baixa. De acordo com Kirk (1994), essa variável influencia a produção primária das macrófitas por controlar a velocidade de reações químicas no vegetal. Biudes e Camargo (2008) relatam que em ambientes tropicais, tais como, nas regiões litorâneas, a biomassa e a produção primária de macrófitas são constantes com a variação de temperatura que pode ser comprovado por Rooney & Kalf (2000) e Pezzato & Camargo (2004) em seus experimentos.

O GTP demonstrou resultados com diferenças significativas em relação à redução de DQO, DBO, NO e PT em 15 dias e para NO e NTK aos 30 dias quando comparado ao GC ($p < 0,05$).

As reduções de DQO e DBO podem ter ocorrido por processos anaeróbicos e aeróbicos dentro das unidades experimentais. A concentração de OD chegou a aproximadamente a 1 mg.L^{-1} até os 15 dias o que pode ter favorecido a redução de DQO e DBO em condições anaeróbicas. Hadlich

& Scheibe (2007) relatam que a condição anaeróbica é comprovada pelo baixo teor de OD e pela elevada quantidade de NA, e quanto maior essa relação, mais anaeróbio está o ambiente aquático, e, portanto, com tendências à decomposição.

O NA revelou concentrações maiores em 15 dias do que quando comparado aos 30 dias em ambas as unidades experimentais. A forma nitrogenada com maior concentração em efluentes é a amoniacal, com cerca de 60% (Shon *et al.*, 2006) e a amonificação ocorre de forma rápida e em condições aeróbicas (Cooper *et al.*, 1996) é provável que por isso aos 15 dias houve a maior concentração de NA nas unidades experimentais. A assimilação de nitrogênio pelas macrófitas ocorre por meio de enzimas. Kladek & Knight (1996) afirmam que as enzimas nitrato e nitrito redutase diminuem sua atividade quando a concentração de nitrogênio amoniacal é elevada. Esta informação pode explicar o baixo desempenho de *M. aquaticum* em remover os compostos nitrogenados durante os 15 dias.

Em 30 dias os resultados obtidos de NA foram significativos, assim como, para a variável de NTK ($p < 0,05$). A remoção dos compostos nitrogenados foram maiores aos 30 dias. Pode ser que tenha ocorrido o processo de volatilização do NA, entretanto o GTP revelou concentrações mais baixas quando comparado ao GC ($p \leq 0,05$). De acordo com Costa (2004), a redução de nitrogênio é obtida praticamente por processos microbiológicos e pela absorção das plantas. É possível inferir que *M. aquaticum* pode ter propiciado o crescimento de bactérias nitrificantes e desnitrificantes, visto que o GC não apresentou eficiência de remoção como o encontrado no GTP. Chang *et al.*, (2006), demonstraram que a interação de macrófita aquática e bactérias responsáveis pelo ciclo de nitrogênio assimilaram maiores concentrações desses compostos do que quando comparada separadamente.

O PT revelou menores concentrações no GTP aos 15 dias quando comparado ao GC. Aos 30 dias houve ainda remoção nas unidades experimentais, entretanto não houve diferença significativa entre GTP e GC. Segundo Bento *et al.*, (2007), as macrófitas aquáticas submersas apresentam uma grande capacidade de absorver fósforo, mas que com o tempo este elemento retorna a coluna d'água com facilidade. Esteves (1998) considera que a interface água - sedimento pode atuar como reservatório permanente ou como fonte de transição do fósforo. A liberação deste elemento costuma ocorrer em ambientes com baixa concentração de oxigênio, é provável que a concentração elevada durante os 15 dias foi devido a condição anaeróbica nas unidades experimentais. Nessa situação comumente ocorre predominância do íon ferroso impossibilitando a precipitação de fosfato pelo ferro, permanecendo assim solúvel e disponível aos produtores primários, o que corresponde com maior redução em GTP.

O processo de degradação da matéria orgânica nas condições anaeróbicas por bactérias libera CO_2 que se torna o substrato primário para a fotossíntese. Pode se inferir que o aumento da concentração de CO_2 influenciou no processo da fotossíntese no GTP aos 15 dias, uma vez que, este revelou concentrações maiores de OD do que o GC em até aproximadamente 20 dias de mensuração desta variável. Posteri-

ormente, a oxidação da matéria orgânica por meio da microbiota pode ter ocorrido pela oxigenação da rizosfera presente em GTP, visto que as raízes de *M. aquaticum* pode ter influenciado no crescimento de microrganismos conforme descreve Brix (1997).

Após os 20 dias, o OD reduziu no GTP, provavelmente pelo oxigênio requerido para a respiração das estacas e pela utilização das bactérias aeróbicas. Nesse mesmo período, foram evidenciadas porções senescentes nas estacas. Parte dos nutrientes que foram assimilados podem ter retornado a água na forma de NO₃⁻, pelo processo de decomposição, o que refletiu na redução de OD no GTP. De acordo com Cunha (2006), se o ambiente em que se inserem as macrófitas não é manejado a maioria dos nutrientes que foram incorporados a biomassa retorna a água devido ao processo de decomposição. Concomitante a decomposição de alguns ramos e folíolos, outros brotos surgiram e, possivelmente, para que houvesse o crescimento e desenvolvimento desses, houve a redução de NTK e PT para o incremento da biomassa até os 30 dias.

As estacas demonstraram visualmente um bom crescimento nos aquários em 7 dias após o estabelecimento do experimento, podendo ser evidenciado a formação de brotos, amadurecimento de caule, ramos e folíolos e crescimento de raiz. Essa situação é comprovada por Systma & Anderson (1993) que relatam que em *M. aquaticum* ocorre a fragmentação dos ramos, propiciando o aumento de indivíduos. É possível que a alta carga de compostos nitrogenados e fosfatados tenha influenciado no seu rápido crescimento e incorporado estes nutrientes em sua biomassa. De acordo com Rejmankova (1992), estas plantas desenvolvem-se bem quando submetidas a uma ampla faixa de concentração de nutrientes adicionado em água e Domingos *et al.*, (2005) relatam que em ambientes lênticos e com grande aporte de matéria orgânica e nutrientes, essa espécie demonstra um bom crescimento e um comportamento de invasora.

CONCLUSÃO

O GTP demonstrou melhor eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes aos 15 dias com resultados significativos para as variáveis limnológicas de DQO, DBO, NO e PT e aos 30 dias para NO e NTK em relação ao GC e *M. aquaticum* apresentou bom crescimento durante toda pesquisa. Os resultados obtidos permitem inferir sobre o manejo dessa espécie, bem como servir de subsídios para projetos futuros que visem utiliza - lá no tratamento de águas poluídas.

Agradecimentos

À Universidade Positivo (UP) pela infra - estrutura disponibilizada, especialmente aos cursos de Graduação em Ciências Biológicas e Mestrado Profissional em Gestão Ambiental.

REFERÊNCIAS

Biudes, J. F. V.; Camargo, A. F. M. Estudos dos fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 7 - 19, 2008.

Henry - Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola*, 63: 433 - 438, 2006.

Pegorini, F. Diagnóstico das macrófitas aquáticas na região de foz do rio Barigui, Paraná, Brasil. Curso de Ciências Biológicas, Curitiba, PR, Universidade Positivo, 2007, 14 p.

Zorzal, F.M.B., Elias, J.L., Elias, J.V.V., Jachic, J., Medina, A.S. Caracterização da bacia hidrográfica do rio Barigui - Curitiba/PR. 23^o Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS. 2005, p. 1 - 9.

Henry - Silva, G. G. & Camargo, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. *Hoehnea*. 32: 445 - 45, 2005.

Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC: APHA/AWWA/WEF, 1998, 1162 p.

Kladec, R.H. & Knight, R.L. Treatments Wetlands. Boca Raton, Lewis Publishers, 1996, 893 p.

Kirk, J. T. O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, 1994, 509p.

Rooney, N. & Kalf, J. Inter - annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany* 68: 321 - 335, 2000.

Pezzato, M. M.; Camargo, A.F.M. Photosynthetic rate of the aquatic macrophyte *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae) in two rivers from the Itanhém River Basin in São Paulo State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47: 153 - 162, 2004.

Hadlich, G. M. & Scheibe, L.F. Dinâmica físico - química de águas superficiais em região de intensa criação de suínos: exemplo da bacia hidrográfica do rio Coruja - Bonito, município de Braço do Norte, SC. *Geochimica Brasiliensis*, 21: 245 - 260, 2007.

Shon, H.K., Vingneswaran, S., Snyder, S. A. Effluent organic matter (EfOM) in wastewater: constituents, effects and treatment. *Critical reviews in environmental science and technology*, 36: 327 - 374, 2006.

Cooper, P.F., Job, G. D., Green, M.B., Shutes, R.B.E. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment, 1996, 206p.

Costa, S. M. S. P. Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em "wetlands" construídos. Faculdade de Engenharia Química, Campinas, SP, UNICAMP, 2004, 119 p.

Chang, H. Yang, X., Fang, Y., Pu, P., Li, Z., Rengel, Z. In situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial - plant integrated system. *Journal Zhejiang University Science B*, 7: 521 - 531, 2006.

Bento, L., Marotta, H., Enrich - Prast, A. O papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo do fósforo em lagos rasos. *Oecologia Brasiliensis*, 4: 582 - 589, 2007.

Esteves, F.A. *Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro, 1998, 602 p.

Cunha, C. A. G. Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. *Ciências em Engenharia Ambiental*, São Carlos, USP, 2006, 174 p.

Brix, H. Do macrophyte play a role in constructed treatment wetland? *Water Science Technology*, 35: 11 - 17, 1997.

Sytsma, M. D.; Anderson, L. W. J. Biomass, nitrogen, and phosphorus allocation in parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*). *Journal Aquatic Plant Management*, 31: 244 - 248, 1993.

Rejmankova, E. Ecology of creeping macrophytes with spe-

cial reference to *Ludwigia peploides* . (H.B.K) Raven. *Aquatic Botany*, 43: 283 - 299, 1992.

Domingos, V. D., Paschoa, P.L. Martins, D. Costa, N. V. Alocação de biomassa e nutrientes em *Myriophyllum aquaticum* sob diferentes níveis de macronutrientes. *Planta Daninha*, 23: 193 - 201, 2005.